

III Reunión conjunta del Grupo de Trabajo de Repoblaciones Forestales (SECF)
y el Grupo de Trabajo de Restauración Forestal (AEET)

Regeneración post-fuego en relación con la severidad del incendio en un área atlántica de Galicia. Bases para la restauración

García-Duro J.¹, Manso A.², Cruz O.¹, Basanta M.¹, Casal M.¹, Reyes O.^{1*}

¹ Área de Ecología, Departamento de Biología Celular e Ecología, Facultade de Biología,
Universidade de Santiago de Compostela, Campus Vida, Rúa Lope de Marzoa s/n Santiago de Compostela.

² Departamento de Ciencias e Ingenierías Agrarias. Universidad de León- Campus de Ponferrada.

* Autor de correspondencia e-mail: otilia.reyes@usc.es

Resumen

Este estudio se centró en determinar la relación entre severidad del fuego y el estado de la vegetación post-fuego, la entrada de especies invasoras arbóreas y la necesidad de aplicar medidas de restauración.

En Serres, un área costera de A Coruña se produjo en marzo de 2014 un incendio de 18 ha en una masa de *Pinus pinaster* Aiton y *Ulex europaeus* L. Previamente, solo existían en las proximidades 14 individuos adultos de *Acacia longifolia* (Andr.) Willd que no fueron afectados por el fuego (observación personal). Mediante el análisis de datos de información geográfica se elaboró un Mapa de severidad del fuego del área incendiada, diferenciándose dos zonas: una de Baja severidad y otra de Alta severidad. En esas dos zonas se establecieron 10 parcelas de 30m x 30m en las que se registraron: densidad de plántulas de *P. pinaster* y de *A. longifolia*, grado de afectación del suelo y de los estratos de vegetación.

Se detectó una relación entre la densidad de plántulas de pino post-incendio y la cobertura de pinos pre-incendio, y una relación entre la severidad y el tipo de vegetación resultante. La densidad de plántulas de acacia post-incendio fue media en la zona de Alta severidad y nula en la de Baja severidad.

En el área de pinar denso hay muchas plántulas de pino generadas y no se requieren labores de restauración, mientras que la expansión de plántulas de pino desde el pinar denso a zonas limítrofes es reducida. La invasión de acacia en el pinar denso fue muy abundante, por lo que se discute la necesidad de tomar las medidas oportunas para favorecer al pinar y controlar la expansión de la acacia.

Palabras clave: *Acacia longifolia*, incendio forestal, *Pinus pinaster*, teledetección, Landsat 8, dNBR, tipo de vegetación

1. Introducción

La regeneración post-fuego a menudo está relacionada con la severidad del incendio (Bran *et al.* 2007; Vega *et al.* 2010; Pausas and Keeley, 2014). Conocer la severidad de un área quemada junto con otras características físicas de la zona sirve para decidir sobre la necesidad de realizar tareas de restauración. Hoy en día, las imágenes de satélite permiten identificar zonas con distinto grado de severidad. Sin embargo, estas técnicas aún deben validarse sobre el terreno para ser usadas a gran escala.

Un problema añadido a la regeneración de la vegetación es el hecho de que individuos de especies exóticas invasoras suelen establecerse en los ecosistemas recién quemados (García-Duro *et al.* 2012). Algunas de estas especies invasoras germinan rápidamente (Reyes and Casal 1998, 2001) y/o rebrotan enérgicamente, beneficiándose del incremento de nutrientes, luz, y falta de competidores (Casal *et al.*, 1984; Vega *et al.*, 2001). Las especies invasoras compiten con las especies nativas y pueden afectar a su crecimiento y supervivencia (Levine *et al.*, 2003; Hager, 2004), reduciendo las áreas ocupadas por especies nativas (Le Maitre *et al.* 2011). De hecho, el 80% de las especies en peligro de extinción en el mundo corren el riesgo por competencia o depredación de especies invasoras (Pimentel, 2005).

El cambio climático en el que estamos inmersos favorecerá el incremento del número de incendios y de su tamaño (Moreno *et al.* 2007) y además actuará facilitando la entrada de especies invasoras (Arán *et al.* 2013).

Por todas estas razones nos planteamos este estudio con los siguientes objetivos:

- a) determinar la relación entre la severidad de un incendio y las características de la vegetación.
- b) evaluar la necesidad de tomar medidas de restauración.
- c) detectar la entrada de especies invasoras arbóreas.

2. Material y métodos

En el Monte Serres (coordenadas UTM 29T 496160W 4737248N, ETRS89), situado en un área atlántica costera de la provincia de A Coruña, se produjo un incendio forestal el 16 de marzo de 2014. El área quemada (18 ha) estaba ocupada por una plantación de *P. pinaster*, desarrollada sobre una comunidad de matorral de *U. europaeus*. El área quemada presentaba dos zonas claramente diferenciadas: en la parte alta del monte el pinar era disperso, según los criterios indicados por Xunta de Galicia (2001), y prevalecía la cobertura de matorral y en la parte baja se desarrollaba un pinar denso con matorral abundante.

Como fuentes de información se utilizaron dos imágenes Landsat 8 (Path: 205, Row: 30). Una anterior al incendio (10-03-2014) y otra posterior (11-04-2014). Ambas imágenes fueron calibradas radiométricamente para obtener sus valores en radiancia. Posteriormente, se realizó una corrección radiométrica y una corrección atmosférica aplicando el módulo FLAASH de ENVI 5.1. Como resultado final se ob-

tuvo la reflectividad de las bandas 5 y 7. Una vez obtenida la reflectancia se calculó el índice NBR para las dos imágenes. Este índice (*Ecuación 1*) combina las dos bandas espectrales que tienen la respuesta más acusada al cambio producido por el fuego: el infrarrojo cercano (NIR) y el infrarrojo medio de onda corta (SWIR). En el caso del sensor Operational LandImager (OLI) del Landsat 8, las bandas utilizadas son la banda 5 (NIR) y la banda 7 (SWIR).

$$\text{NBR} = (\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR}) \quad (\text{Ecuación 1})$$

Con los NBR de la imagen anterior y posterior al incendio se calculó el índice dNBR (*Ecuación 2*).

$$\text{dNBR} = \text{NBR}_{\text{pre-incendio}} - \text{NBR}_{\text{post-incendio}} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Finalmente se realizó una clasificación del dNBR utilizando la metodología propuesta por Key y Benson (2006). Los umbrales definitivos fueron No quemado ($\text{dNBR} < 200$), Baja-Moderada ($100 < \text{dNBR} < 440$) y Alta ($\text{dNBR} > 440$).

En Marzo y Abril de 2015 se realizó un estudio de campo para validar la información sobre severidad obtenida a partir de imagen de satélite. Las características de la vegetación usadas para relacionar con la severidad del incendio fueron el índice CBI (Composite Burn Index, Key y Benson, 2006) en su conjunto y por estratos, el diámetro mínimo remanente del matorral quemado (DMR) y la densidad de pinos.

En las dos zonas diferenciadas en el mapa de severidad se establecieron 10 parcelas de 30 m x 30 m. En ellas se determinó el grado de afectación del suelo y de los distintos estratos de la vegetación en base al protocolo desarrollado para calcular el índice CBI modificado por E. Marcos (comunicación personal). En cada parcela también se midió el diámetro mínimo remanente del matorral y su altura media en 4 tocones, con 5 medidas de diámetro mínimo remanente en cada uno de ellos.

La densidad del pinar previo al incendio se midió a través del recuento de árboles sobre imagen aérea del año 2010 del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) del Instituto Geográfico Nacional de España, corregido mediante el índice de Kendall y Moran (1963) con datos de campo, y se calculó la densidad para cada una de las zonas de severidad.

Se compararon los valores de CBI en su conjunto y desglosados por estratos (suelo, herbáceas, matorrales y arbolado bajo, y arbolado intermedio), los datos de diámetro mínimo remanente del matorral (DMR) y la densidad del arbolado con la severidad del incendio. Para ello se llevaron a cabo Análisis de la Varianza de cada una de las variables anteriores, empleando como factor fijo la Severidad del incendio, extraída de los valores de dNBR. En el análisis del diámetro mínimo remanente del matorral (DMR) se empleó como covariable la altura del matorral antes del fuego (HM).

Para evaluar el estado de regeneración del pinar se calculó la densidad de plántulas de *P. pinaster* en las dos áreas definidas. Se midió la densidad de plántulas de *P. pinaster* en las 10 parcelas de estudio, registrando el número de plántulas vivas en-

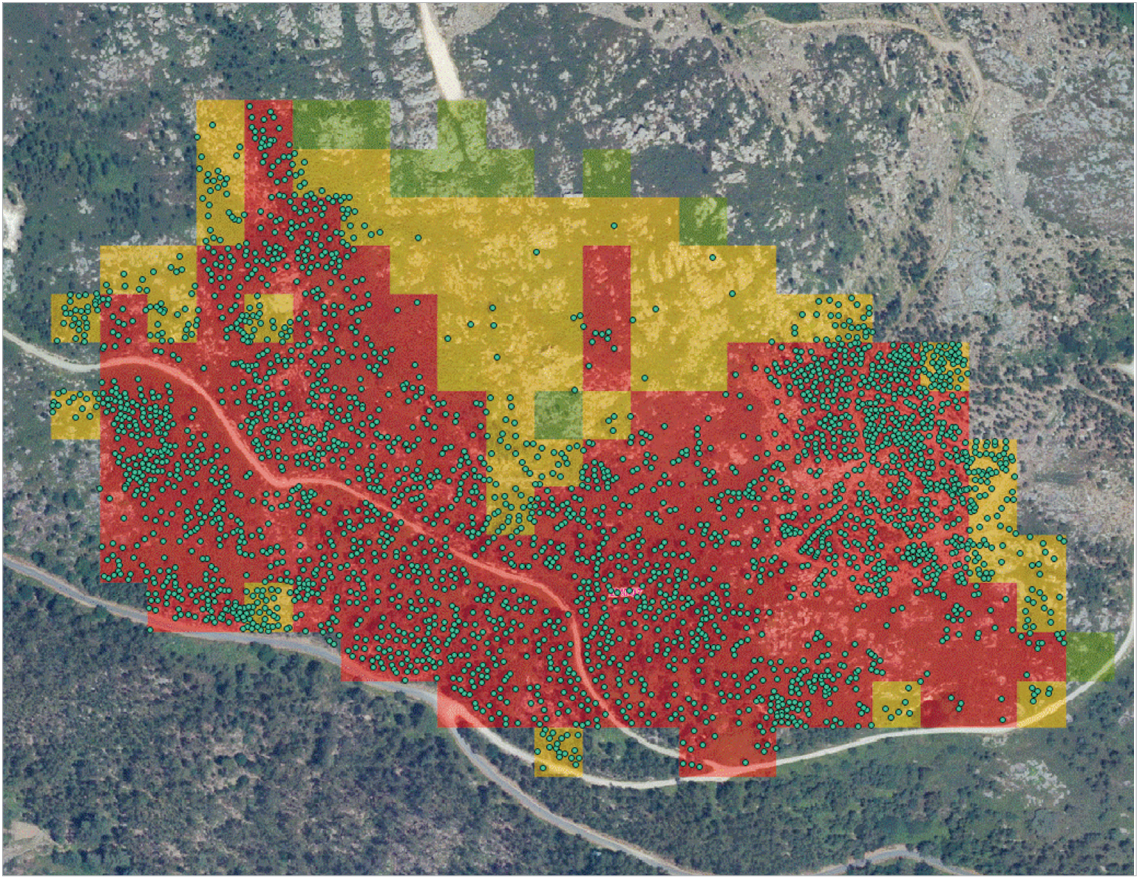


Figura 1. Fotografía aérea de la zona de estudio en la que se superponen las dos zonas de severidad del incendio (verde: No quemado, amarillo: Baja severidad, rojo: Alta severidad) y los pinos previos al incendio (puntos verdes).

contradas en 10 cuadrados de 1m de lado distribuidos al azar en cada una de las parcelas. En total la densidad se midió en 100 m².

Se comparó la densidad de plántulas de pino en las dos áreas de severidad del incendio mediante el Análisis de la Varianza. Además, la densidad de plántulas de pino se comparó con la densidad de pinos adultos previos al fuego en cada zona de severidad usando un modelo de regresión lineal de tipo 2 entre la densidad de plántulas y el número de pinos adultos en cada parcela de 30 m x 30 m, transformando los datos de densidad de arbolado mediante la potencia ($x^{0.4}$) para el cumplimiento de las asunciones básicas del análisis. Para el mismo propósito también se calculó el coeficiente de correlación de Pearson.

Además, como antes del incendio no había individuos adultos de especies invasoras arbóreas en el área y en las proximidades existían varios individuos de *A. longifolia*, se cuantificó la entrada de esta especie invasora en el área incendiada. Se midió la densidad de plántulas de dicha especie de la misma forma que se hizo con *P. pinaster*. También se comparó la densidad de plántulas de *A. longifolia* en las dos áreas de severidad del incendio mediante un Análisis de la Varianza.

3. Resultados y discusión

La población de pinar adulto del monte Serres presentaba dos zonas con diferente densidad de individuos: en la parte más baja del área incendiada la densidad era relativamente alta y hacia la cumbre ésta se reducía considerablemente (*Fig. 1*).

A través del análisis de datos de información geográfica se elaboró un Mapa de severidad de fuego del área quemada (*Fig. 1*), diferenciándose dos zonas: una de Baja severidad y otra de Alta severidad. La zona de Alta severidad coincide básicamente con el área de pinar denso antes del incendio y la zona de Baja severidad con la zona de pinar disperso.

Los estratos más bajos de la vegetación quemada aportaron valores al cómputo del índice CBI poco diferentes en función de la severidad del fuego (*Tab. 1*). Sin embargo, los valores del estrato de arbolado intermedio, en el que se midió la altura del chamuscado y la proporción de biomasa inalterada, calentada y quemada, fue diferente en función de la severidad registrada (*Tab. 2*, $P=0.007$). No se encontraron diferencias significativas entre las dos zonas de severidad en los valores de suelo, herbáceas y matorral (*Tab. 2*). En conjunto, los valores mayores de este índice, que señalan mayor grado de afectación, se registraron en la zona de Alta severidad.

Tabla 1. Media y error típico de los valores de los distintos estratos de la ficha CBI recogidos en el campo, valor global del índice CBI, diámetro mínimo remanente y altura del matorral, en función de la severidad cuantificada a partir de los datos de dNBR.

	Alta severidad	Baja severidad
Suelo (Estrato A)	0.99 ± 0.02	1.00 ± 0.00
Herbáceas (Estrato B)	2.85 ± 0.11	2.90 ± 0.11
Matorral y arbolado bajo (Estrato C)	2.68 ± 0.15	2.60 ± 0.11
Arbolado intermedio (Estrato D)	2.18 ± 0.10	1.00 ± 0.00
CBI	2.17 ± 0.05	2.10 ± 0.05
Diámetro Mínimo Remanente (DMR)	5.18 ± 1.21	3.00 ± 0.11
Altura del Matorral (HM)	2.11 ± 0.17	1.77 ± 0.11

El DMR por sí sólo se acercó a la significación (*Tab. 2*, $P=0.080$) y cuando se combinó con la HM mostró diferencias significativas entre las dos zonas de severidad. Las diferencias en el DMR, empleando la altura de la necromasa en pie como covariable, se situó próximo a la significación ($P=0.052$).

La zona de Alta severidad también presentó mayor densidad de pinos que la zona de Baja severidad. El recuento de pinos adultos detectó una densidad media de 427 pinos ha^{-1} en la zona de Alta severidad y de 84 pinos ha^{-1} en la zona de Baja severidad (*Fig. 2*). Los análisis estadísticos confirmaron la existencia de diferencias significativas en la densidad del pinar previo al incendio entre las dos zonas con distinta severidad (*Tab. 3*, $P<0.008$).

Tabla 3. Resultados de los ANOVAs aplicados a las variables del suelo y de la vegetación en función de la severidad cuantificada a partir de los datos de dNBR.

Variable dependiente	Fuente de variación	gl	F	P
Suelo (Estrato A)	Severidad	1	0.167	0.694
Herbáceas (Estrato B)	Severidad	1	0.125	0.733
Matorral y arbolado bajo (Estrato C)	Severidad	1	0.200	0.667
Arbolado intermedio (Estrato D)	Severidad	1	26.30	0.007
CBI	Severidad	1	1.479	0.259
Diámetro Mínimo Remanente (DMR)	Severidad	1	4.025	0.080
Diámetro Mínimo Remanente (DMR)	Severidad	1	5.44	0.052
	Altura del matorral (HM)	1	3.812	0.092

Tabla 3. Resultados de los ANOVAs aplicados a los datos de densidad de árboles de *P. pinaster*, de plántulas de *P. pinaster* y de plántulas de *A. longifolia* en función de la severidad del incendio.

Variable dependiente	Fuente de variación	gl.	F	Pr(>F)
Densidad de árboles adultos de <i>P. pinaster</i>	Severidad	1	12.26	0.008
Densidad de plántulas de <i>P. pinaster</i>	Severidad	1	20.57	0.002
Densidad de plántulas de <i>A. longifolia</i>	Severidad	1	2.579	0.147

La densidad de plántulas de pino varió mucho entre parcelas y también entre zonas de severidad, siendo la diferencia entre zonas de severidad altamente significativa (Tab.3, $P=0.002$). La densidad más alta de plántulas se registró en la zona de Alta severidad (13000 plántulas ha^{-1}), coincidiendo también con la zona de alta densidad de pinos adultos. En la zona de Severidad Baja la densidad de plántulas se redujo a 1000 plántulas ha^{-1} (Fig. 2). De hecho, se encontró una relación significativa ($P < 0.006$) entre la densidad del pinar antes de incendio y la densidad de plántulas de pinos tras el fuego (Fig. 3). El valor del coeficiente de correlación de Pearson fue 0.79, lo cual indica una relación positiva importante entre el número de adultos y el de plántulas de pino.

La densidad de plántulas de *A. longifolia* registrada en la zona de Alta severidad fue 1400 plántulas ha^{-1} y en la zona de Baja severidad 0 plántulas ha^{-1} (Fig. 2). Aunque ecológicamente existen diferencias, en este caso el ANOVA no las detectó (Tab. 3).

4. Discusión

La severidad del incendio de 2014 en el monte Serres no fue homogénea en toda el área quemada. El dNBR de la imagen de satélite permitió delimitar dos zonas con

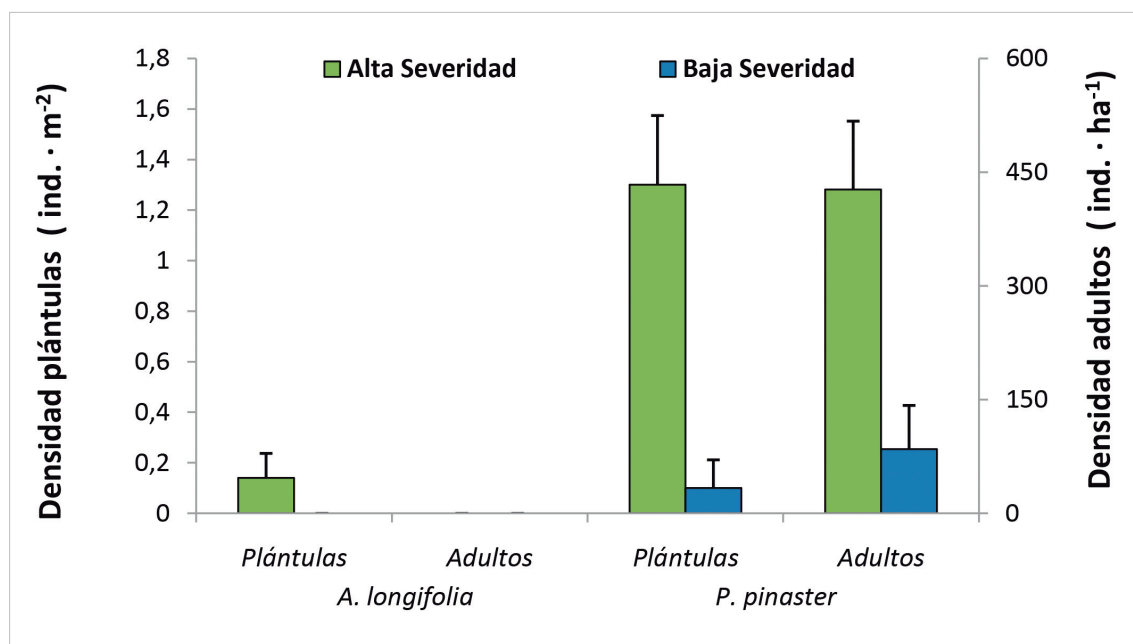


Figura 2. Densidad de plántulas de *A. longifolia* y de *P. pinaster* después del incendio y densidad de individuos adultos de *P. pinaster* en cada una de las zonas de severidad.

distinta severidad. Esas dos zonas con distinta severidad fueron validadas a través de la información de campo que se obtuvo del suelo y de las distintas variables de la vegetación.

De todas las variables medidas las que mejor discriminaron el grado de severidad fueron la densidad del pinar adulto, el estrato D (arbolado intermedio) del protocolo CBI y el diámetro mínimo remanente del matorral quemado (DMR). Los valores del índice CBI y los otros valores parciales de los estratos dentro del propio índice no diferenciaron las dos zonas de severidad.

El hecho de que algunas de las variables estudiadas no reflejaran dos zonas con diferente severidad puede deberse al tiempo transcurrido desde el incendio. Las huellas de la severidad en el estrato A (suelo) pudieron haberse borrado rápidamente, sobre todo si se considera que el monte Serres se encuentra en una zona de clima atlántico donde las precipitaciones son abundantes y regulares durante todo el año y temperaturas relativamente elevadas todo el año. Esto facilita el lavado de ceniza y materiales del suelo y estimula la actividad microbiana del suelo, uniformizando los suelos tras el fuego. La vegetación también presentó un desarrollo muy intenso un año tras incendio debido al microclima favorable. Esto podría explicar por qué algunas variables de la vegetación no fueron buenas indicadoras del grado de severidad sufrido a medio plazo.

El Diámetro Mínimo Remanente del matorral sí que podría emplearse en la validación de la severidad del fuego un año tras incendio, ya que cuanto mayor es este diámetro mayor fue la severidad del fuego. El DMR está relacionado con las características estructurales de la vegetación previa al incendio, como su altura, por lo que

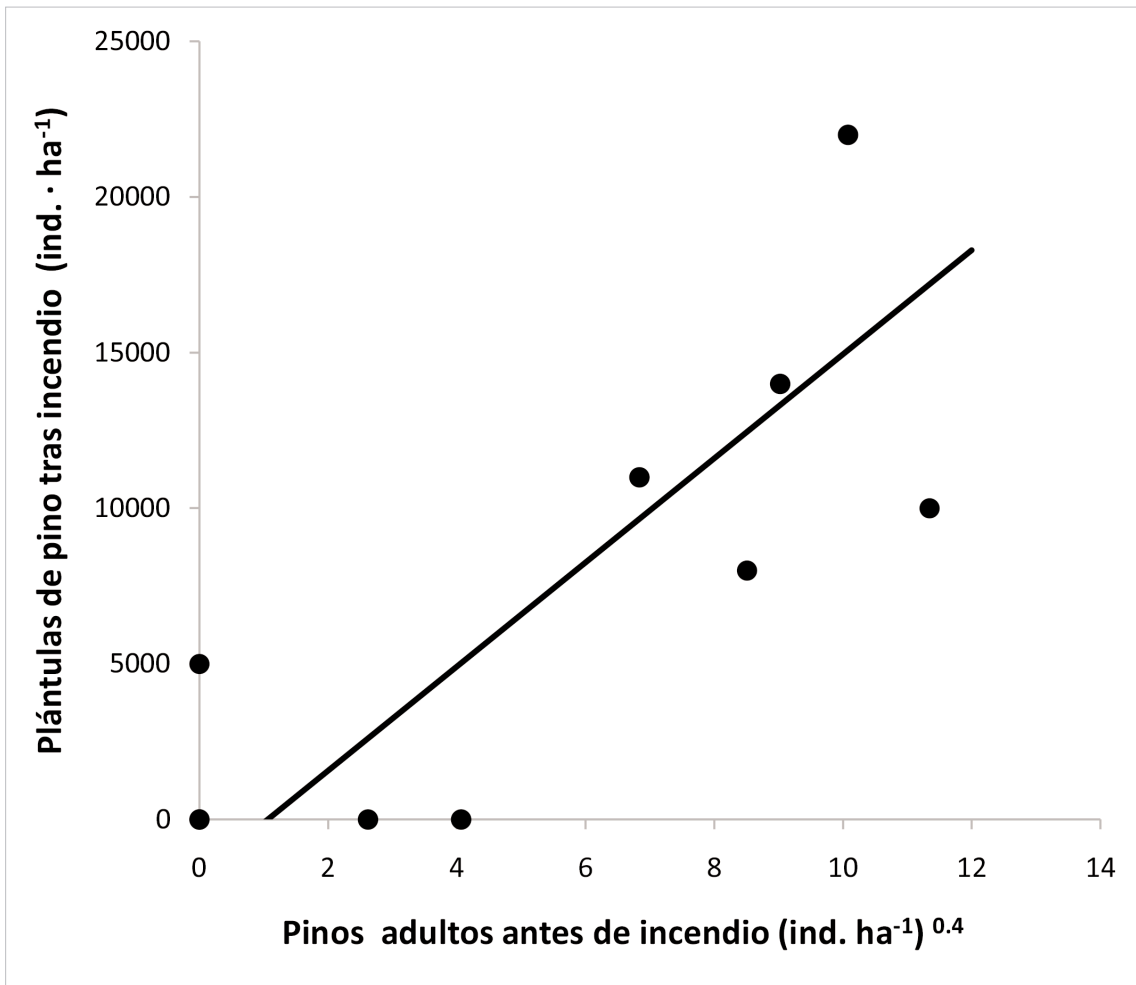


Figura 3. Relación entre la densidad de plántulas de *P. pinaster* después del incendio y el número de individuos adultos de *P. pinaster* en cada una de las parcelas de 30m x 30 m.

dichas características han de tenerse en cuenta en la validación de la severidad del incendio.

La densidad del pinar determinó diferencias en la severidad del incendio, de modo que las áreas de alta severidad se correspondieron mayoritariamente con las áreas de pinar denso. A pesar de ello, se establecieron muchas plántulas de *P. pinaster* en esta zona. De hecho, el establecimiento de plántulas tras el fuego estuvo estrechamente relacionado con la densidad de árboles adultos de esta especie gracias a que existe un banco de semillas aéreo (Reyes and Casal 2002, Calvo *et al.* 2015, observación personal) que ofrece protección a las semillas en caso de incendio y permite su dispersión tras el fuego (Reyes *et al.* 2015).

A pesar de la Alta severidad en el pinar denso, no parece necesario aplicar ninguna medida de restauración en esta población. Solamente serán necesarias medidas posteriores de gestión de la nueva población de pinos, para reducir la densidad hasta valores que permitan un óptimo desarrollo individual. Por su parte, en el pinar dis-

perso las plántulas encontradas son escasas, lo que sí pone en evidencia que esta zona precisa acometer tareas de reforestación para implementar la población arbórea y crear así un sistema arbolado que preste las funciones de conservación y de producción, así como la función social. Estas actuaciones serían necesarias en ambas zonas en caso de verse afectadas por un nuevo incendio en un período corto de tiempo, ya que el desarrollo del banco de semillas de esta especie será escaso durante los primeros años tras fuego.

La entrada de especies invasoras en ecosistemas forestales de Galicia con fuegos recurrentes es un hecho documentado en García-Duro *et al.* (2012). Además, el estudio del incendio de Serres demuestra que el fuego facilita la entrada de muchas de estas especies.

Se ha detectado la existencia de plántulas de *A. longifolia* en el pinar quemado de Serres, en un número ecológicamente elevado para ser una especie invasora. No se encontraron diferencias significativas en la densidad de plántulas de esta especie entre las áreas de distinta Severidad del fuego debido a la distribución heterogénea de esta especie a lo largo del área quemada. El establecimiento de las plántulas de *A. longifolia*, que no estaba presente antes del incendio, parece estar estrechamente relacionada con la proximidad de plantas adultas de esta especie. De este modo, factores relativos a la dispersión de las semillas desde la periferia del área perturbada juegan un papel determinante en la expansión de esta especie. A modo de ejemplo, los patrones de distribución de las plántulas en el área del incendio sugieren que las semillas de *A. longifolia* pudieron ser transportados por el viento o por animales, fundamentalmente aves. Esto concuerda con los sistemas de dispersión de especies del género *Acacia* en las áreas de las que son originarias (Davidson and Morton, 1984; Gibson *et al.* 2011).

Además de la dispersión, el establecimiento de las plántulas de *A. longifolia* depende de la competencia con la vegetación presente, que es el principal argumento que justifica la ausencia de esta especie en el área quemada antes del incendio. De este modo, la elevada severidad del incendio en determinadas áreas ha podido favorecer la entrada de esta especie al reducir la intensidad de la regeneración de la vegetación previa al fuego, de acuerdo con los modelos regenerativos propuestos por Reyes and Casal (2008). La densidad de plántulas de *A. longifolia* en el área de Alta severidad fue 1400 plántulas ha⁻¹, un número muy alto para una especie invasora arbórea debido a que generalmente presentan un alto porcentaje de supervivencia, crecimiento rápido y fuerte competencia con las especies nativas.

Otro aspecto de especial relevancia es la modificación de los ecosistemas provocada por la invasión de especies del género *Acacia*, entre los cuales Le Maitre *et al.* (2011) incluyen cambios en el contenido de nitrógeno del suelo, cambios en la disponibilidad de agua en el suelo, el incremento de la abundancia de *Acacia* y de su banco de semillas, y el descenso del número de especies nativas.

5. Conclusiones

En el área incendiada en Serres (Muros, A Coruña) en 2014, la severidad de-

tectada a través de imagen de satélite fue validada mediante algunas de las variables de la vegetación que se midieron en las parcelas estudiadas. A pesar la Alta severidad en el pinar denso, no parece necesario aplicar ninguna medida de restauración en esta población. Por su parte, en el pinar disperso las plántulas de pino encontradas son escasas, lo que sí pone en evidencia que esta zona precisa acometer tareas de reforestación para implementar la población arbórea y crear así un sistema arbolado que preste las funciones de conservación y de producción, así como la función social.

La entrada de especies invasoras en ecosistemas forestales de Galicia con fuegos recurrentes es un hecho documentado. El estudio del incendio de Serres demuestra de nuevo que el fuego facilita la entrada de muchas de estas especies.

6. Agradecimientos

Este estudio se ha realizado con financiación del proyecto AGL2013-48189-C2-2-R, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España y por los fondos FEDER.

7. Referencias bibliográficas

- Arán, D., García-Duro, J., Reyes, O., Casal, M., 2013. Fire and invasive species: Modifications in the germination potential of *Acacia melanoxylon*, *Conyza canadensis* and *Eucalyptus globulus*. *Forest Ecol. Manag.* 302, 7–13.
- Bran, D. E., Cecchi, G. A., Gaitán, J.J., Ayesa, J.A., López, C.R., 2007. Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología Austral.*, 17, 123-131.
- Casal, M., Basanta, M., García-Novo, F. 1984. *La regeneración de los montes incendiados en Galicia*. Universidade de Santiago de Compostela, Monografía nº 99. Santiago de Compostela.
- Calvo, L., Hernández, V., Valbuena, L., Taboada, A., 2015. Provenance of seed mass determine seed tolerance to high temperatures associated to forest fires in *Pinus pinaster*. *Ann. For. Sci.*, Publicado online 20Nov 2015. DOI 10.1007/s13595-015-0527-0
- Davidson, D.W., Morton, S.R., 1984. Dispersal adaptations of some *Acacia* species in the Australian Arid zone. *Ecology*, 65(4), 1038-1051.
- García-Duro, J., Muñoz, A., Pereiras, J., Reyes, O., Casal, M., 2012. Effects of invasive plants on the structure and diversity of the plant communities after forest fire over time. In: GEIB (ed.), *Halting Biological Invasions in Europe: from Data to Decisions*. *NEOBIO-TA 2012*. GEIB-NEOBIO-TA. León, pp. 336.
- Gibson, M.R., Richardson, D.M., Marchante, E., Marchante, H., Rodger, J.G., Stone, G.N., Byrne, M., Fuentes-Ramirez, A., George, N., Harris, C., Johnson, S.D., Le Roux, J. J., Miller, J.T., Murphy, D.J., Pauw, A., Prescott, M.N., Wandrag, E.M. Wilson, J.R.U., 2011. Reproductive biology of Australian acacias: important mediator of invasiveness?. *Diversity Distrib.* 17, 911-933.

- Hager, H.A., 2004. Competitive effect versus competitive response of invasive and native wetland plant species. *Oecologia*, 139,140-149.
- Kendall, M.G. Moran, P.A.P., 1963. *Geometrical probability*. Griffin, London, England.
- Key, C.H. and Benson, N.C. 2006. Landscape assessment (LA): Sampling and Analysis Methods. In FIREMON: *Fire effects and Inventory Monitoring System*, pp. LA1-LA51. Ed. by Lutes, D. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Odgen, USA.
- Le Maitre, D.C., Gaertner, M., Marchante, E., Ens, E.J., Holmes, P.M., Pauchard, A., O'Farrell, P.J, Rogers, AM, Blanchard, R, Blignaut, J, Richardson, DM., 2011. Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. *Diversity Distrib.*, 17, 1015–1029.
- Levine, J.M., Vilà, M., D'Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grigulis, K., Lavorel, S., 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, 270 (1),775–781.
- Moreno, J.M., Rodríguez-Urbieta, I.,Zavala, G., Martín, M., 2007. Cambio Climático y Riesgo de Incendios Forestales en Castilla-La Mancha. In: Ministerio de Medio Ambiente (eds.) *Proceedings of the 4th International Wildland Fire Conference*, Madrid.pp. 341-364.
- Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist*, 204, 55-65.
- Pimentel, D., 2005. *The Curse of American Agricultural Abundance: A Sustainable Solution*, Willard W. Cochrane. University of Nebraska Press, Lincoln (2003), 145 pp., ISBN: 0803215290. *Ecol. Econ.*, 52,256–257.
- Reyes, O. Casal, M., 1998. Germination of *Pinus pinaster*, *P. radiata* and *Eucalyptus globulus* in relation to the amount of ash produced in forest fires. *Ann.For.Sci.*, 55,837-845.
- Reyes, O., y Casal, M., 2001. The influence of seed age on germinative response to the effects of fire in *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus*. *Ann.For.Sci.* 58, 439-447.
- Reyes, O., Casal, M., 2002. Effect of high temperatures on cone opening and on the release and viability of *Pinus pinaster* and *P. radiata* seeds in NW Spain. *Ann. For. Sci.*, 59, 327–334.
- Reyes, O., Casal, M., 2008. Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. *J.Veg.Sci.*, 19, 575-583.
- Reyes, O., García-Duro, J., Salgado, J., 2015. Fire affects soil organic matter and the emergence of *Pinus radiata* seedlings. *Ann. For. Sci.*,72, 267-275.
- Vega, J.A., Pérez-Gorostiaga, P., Cuiñas, P., Fontúrbel, M.T., Fernández, M.C., 2001. *Manual de queimas prescritas para matogueiras de Galicia*. Xunta de Galicia, Consellería de Medio Ambiente. Santiago de Compostela.,pp. 238.
- Vega, J.A., Fernández, C.,Pérez-Gorostiaga, P., and Fontúrbel T., 2010. Response of maritime pine (*Pinus pinaster*Ait.) recruitment to fire severity and post-fire management in a coastal burned area in Galicia (NW Spain). *Plant Ecol.*, 206, 297–308
- Xunta de Galicia, 2001. O monte galego en cifras. Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural. Santiago de Compostela, pp. 226.

